



**Maria Sara Meireles
Garrido Gonçalves
Ferreira**

**Colonização de substratos artificiais em ambiente
marinho**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de mestre em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas realizado sob a orientação científica do Professor Doutor Pedro Gomes, Professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade do Minho e co-orientação do Doutor Bruno Branco Castro, Investigador do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

o júri

presidente

Prof. Doutor Fernando José Mendes Gonçalves

Professor associado com agregação da Universidade de Aveiro, departamento de biologia

Prof. Doutor Pedro Gomes

Professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade do Minho

Prof. Doutor José Vítor de Sousa Vingada

Professor auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade do Minho

Doutor Bruno Branco Castro

Investigador do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Em primeiro lugar gostaria de agradecer ao Professor Dr. Pedro Gomes pela orientação, ajuda, cooperação, companheirismo e amizade ao longo destes dois anos de trabalho.

Agradeço a cooperação dos Professores Dr. Fernando Gonçalves e Dr. José Vingada

Tenho a agradecer ao Hélder e ao Jorge pela paciência, companheirismo e ajuda, mas principalmente pela amizade dedicada.

Agradeço também ao Sr. Manuel Martins por tudo, apoio logístico nomeadamente no transporte no seu barco para os locais de estudo, disponibilidade, boa vontade e boa disposição, ao Nuno Teixeira pelo companheirismo e boa disposição no trabalho de laboratório, e à Tânia o apoio e companheirismo enquanto parceira de mergulho.

Agradeço aos meus pais, por tudo, tudo sem excepção.

Por último agradeço a curiosidade e interesse de todos os que lerem esta tese.

resumo

A monitorização de colonização de organismos marinhos com a utilização de métodos tradicionais tem sido considerada difícil e dispendiosa (Caley *et al.*, 1996). Os modelos padronizados de unidades de substratos artificiais são um método alternativo simples e mais económico para monitorizar a fixação destes organismos. Foram avaliadas unidades de monitorização padrão de recrutamento de organismos marinhos, usados como ferramenta para o estudo de padrões espacio-temporais de colonização no litoral Norte. Os substratos foram colocados em dois locais diferentes ao largo da praia da Apúlia. Na zona do Rabaçudo, foram colocados a 10 de Setembro de 2007 e recolhidos a 12 de Outubro do mesmo ano, e na zona da Ramalha, foram colocados a 31 de Julho e recolhidos cerca de um mês depois, a 4 de Setembro de 2008. Em cada um destes locais foram colocadas séries de 3 unidades de substratos artificiais. Neste mesmo local foram colocadas várias séries destes substratos ao longo de dois anos, mas apenas estes dois foram recuperados, já que os restantes não resistiram às condições adversas do mar e ao vandalismo, já que muitas das cordas que suportavam os substratos foram propositadamente cortadas. Estes substratos artificiais são constituídos por 1,2 m x 1,0 m de uma rede plástica com malha de 4,45 cm x 4,45 cm, montada em forma de cilindro com 1,0 cm x 0,35 cm de diâmetro, e no seu interior foram colocados 3 sacos de serapilheira plástica. Para além dos substratos usados foram recolhidas amostras dum povoamento de mexilhões que colonizavam uma corda de suporte a uma bóia de sinalização. Ao comparar a colonização dos diferentes substratos, foi encontrada uma grande diferença na biodiversidade encontrada a 6-10 m de profundidade e no povoamento de mexilhões a uma profundidade inferior.

Neste estudo foram identificadas 44 espécies diferentes, pertencentes a 17 Ordens diferentes e a 5 Filos diferentes.

abstract

Monitoring marine organism settlement using traditional methods has proven to be difficult and expensive (Caley *et al.*, 1996). Standardized monitoring units offer an inexpensive and simple alternative method for monitoring settlement of these organisms. Standardized monitoring units were evaluated as a tool for ascertaining spatial and temporal patterns of recruitment in the North shore of Portugal. The standardized units were placed in two different sites near Apúlia beach. In Rabaçudo, the units were placed on September 10th of 2007 and collected on October 12th in the same year, and in Ramalha they were placed on 31st of July and collected one month later on 4th of September in 2008. We deployed three standardized units in each site. In these same sites, several other units were placed over the last two years, but only two of these sets were collected, because all the others were subjected to hard sea conditions and vandalism. Artificial substrates were constructed using 1.2 m x 1.0 m barrier fencing material (mesh 4.45 cm x 4.45 cm) as the outer cylinder (1.0 cm x 0.35 cm diameter) and haphazardly stuffed with a plastic sheet of wider mesh. Besides the artificial substrates, samples were also collected from fouling communities that were settled on a *Mytilus galloprovincialis* bed. We found a large difference in biodiversity when comparing both substrates, the artificial ones and the *Mytilus galloprovincialis* bed. In this study, 44 different species were identified, belonging to 17 different Orders and 5 different Phyla.

Índice:

Introdução.....	2
Materiais e Métodos.....	9
Caracterização do local de estudo.....	9
Construção dos substratos.....	10
Recolha das amostras.....	10
Resultados e Discussão.....	13
Considerações finais.....	18
Bibliografia.....	20

Introdução:

Devido à localização particular do Litoral Norte Português, em plena Região biogeográfica Eurossiberiana mas muito próximo da Região Mediterrânica (Rivas-Martinez, 2001), o conhecimento das comunidades bióticas associadas a estas zonas costeiras, num cenário de constantes mudanças globais, é de elevada importância.

O afloramento (upwelling) e a corrente direccionada para os pólos, são duas características hidrográficas relevantes que podem ser caracterizadas durante um ciclo anual típico ao longo do noroeste da Península Ibérica. A circulação da água do mar na margem Atlântica Ibérica é acentuadamente sazonal, sendo dominada por uma corrente superficial para sul conduzida pelo vento durante a época do afloramento (de Maio a Outubro) e por uma corrente direccionada aos pólos, densa durante o Inverno (de Outubro a Abril) de água quente e salgada que constitui a *Portuguese Coastal Counter Current* (PCCC). Esta corrente estende-se desde uma profundidade de cerca de 200m na zona mediterrânica durante a época do afloramento e atinge a superfície quando o vento diminui (Tilstone *et al.*, 2003).

Durante as últimas décadas foram observadas mudanças significativas nos padrões de afloramento na costa oeste portuguesa (Santos *et al.*, 2001; Borges *et al.*, 2003), nomeadamente um aumento nos fenómenos de afloramento durante o Inverno, devido a um aumento na frequência e intensidade de ventos dirigidos ao equador, observados desde os finais da década de 60 (Borges *et al.*, 2003).

As estratégias reprodutivas de alguns organismos pelágicos adaptados aos ecossistemas costeiros de afloramento, evoluíram de modo a minimizar os efeitos do transporte de Ekman para longe da costa, assegurando o transporte mais perto da costa e a retenção larvar (Roy *et al.*, 1989). Deste modo, um aumento nos fenómenos de afloramento durante o período da desova pode influenciar a recrutamento larvar, já que existe um aumento na mortalidade durante o transporte direccionado ao mar. Estatisticamente, a intensidade e a frequência dos fenómenos de afloramento durante a época de desova pode influenciar o recrutamento de espécies pelágicas pequenas da zona costeira de

Portugal, limitando o seu sucesso, mesmo que ocorram fenómenos benéficos de afloramento na época de verão (Santos *et al.*, 2001).

As camadas superficiais da água respondem aos ventos que favorecem o afloramento, sendo esta resposta fortemente afectada por duas características locais distintas observadas durante o Inverno (Ribeiro *et al.*, 2005).

A primeira, são as intensas correntes direccionadas para ambos os pólos, ao longo da superfície costeira, associadas à Corrente Ibérica direccionada aos pólos (IPC) (Peliz *et al.*, 2003; Garcia – Soto *et al.*, 2002). A segunda reside na formação de uma pluma flutuante (*Western Iberian Buoyant Plume* – WIBP) que surge ao longo da plataforma devido à acumulação das enxurradas provenientes dos rios. Esta pluma é uma espécie de lente de água que se estende ao longo da costa com origem em vários rios (p.e. Minho, Lima, Douro, Vouga e Mondego) e na formação de baías (p.e. as Rias Galegas localizadas no canto noroeste da Península Ibérica) presentes na região. A resposta às alterações das condições do vento é consideravelmente rápida (Ribeiro *et al.*, 2005).

Mais especificamente, a água é transportada através de correntes horizontais a pouca distância da praia por ventos provenientes de Norte deslocando a massa de água superficial para Oeste, para longe da costa – efeito de Coriolis. Este movimento vai causar o afloramento à superfície da massa de água mais profunda mais rica em nutrientes. A massa de água converge para a costa por ventos provenientes de Sul. (Peliz *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2004).

As condições de estratificação na camada superficial, induzidas pela presença da WIBP, podem constituir um factor importante na garantia da estabilidade necessária para o crescimento do fitoplâncton, bem como um mecanismo para a retenção vertical das larvas de peixes (Chícaro *et al.*, 2003; Santos *et al.*, 2004) e outros organismos marinhos.

O efeito conjunto da WIBP, com a advecção ao longo da superfície associado com a IPC e com as correntes conduzidas pelo vento, origina um padrão de circulação complexo, com implicações verticais tanto na dispersão como na retenção de material biológico (Santos *et al.*, 2004).

Devido às suas características tão particulares, esta zona da Ibéria é classificada como sendo detentora de um ecossistema único, o Ecossistema de Afloramento do Oeste da Ibéria (*Western Iberian Upwelling Ecosystem* - WIUE). Este ecossistema está sujeito à

influência e perturbação da Oscilação do Atlântico Norte (NAO) (Borges *et al.*, 2003). A NAO é a principal influência climática a latitudes médias e altas do Oceano Atlântico Norte (Hurrell *et al.*, 2003) e induz mudanças na temperatura superficial do mar (Ottersen *et al.*, 2003; Visbeck *et al.*, 2003), variações nos padrões de afloramento (Borges *et al.*, 2003; Santos *et al.*, 2005) e mudanças nos vários níveis tróficos marinhos (Drinkwater *et al.*, 2003) do Nordeste Atlântico.

As populações de peixes pelágicos pequenos, são prova da importância das flutuações naturais a longo prazo, tendo implicações nas previsões das pescas a longo e médio prazo. Estas flutuações parecem estar relacionadas, entre outros factores, à variação climática a larga escala (Beamish, 1995; Bakun, 1996; Alheit & Hagen, 1997), fazendo crescer as preocupações a nível científico e económico (Santos *et al.*, 2007).

A variabilidade no recrutamento de organismos marinhos permite-nos avaliar a dinâmica destes organismos e os seus diferentes estados larvares bem como a influência da variação dos padrões espacio-temporais na estrutura e dinâmica das populações marinhas (Ammann *et al.*, 2004). Um factor importante no sucesso das populações de peixe e invertebrados marinhos com um estado larvar planctónico é o recrutamento e a fixação das suas larvas. Ao comparar os padrões de recrutamento com variáveis físicas podemos aprofundar a importância e as condições ambientais que podem influenciar a dinâmica de populações marinhas em mar aberto (Caley *et al.*, 1996).

Apesar de não existirem certezas acerca da origem exacta e da taxa de futuras mudanças climáticas, mesmo o mais moderado dos cenários previstos, espera-se que vá alterar consideravelmente o ambiente marinho, com impactos ambientais e sociais associados (Anadón *et al.*, 2007). Prevê-se que em sistemas abertos, o movimento de espécies será maioritariamente dirigido a norte, p.e. as espécies Atlânticas irão mover-se para mares mais a norte como o Ártico e os mares Nórdicos, e as espécies subtropicais irão mover-se para norte, para regiões mais temperadas como a margem de afloramento ibérica. Se mares como o Mediterrâneo e o Negro perderem as suas espécies endémicas, os nichos associados serão substituídos por espécies de águas adjacentes e, possivelmente, por espécies transportadas de uma região para outra através das águas mais densas que se movem com a corrente de fundo.

No caso concreto da margem de afloramento ibérica, como resultado do afloramento de Verão, dois gradientes biogeográficos paralelos podem ser distinguidos nas águas

Atlânticas da Península Ibérica (Norte-Sul no Oeste e Oeste-Este no Norte). Muitas espécies do Norte são bastante mais comuns no Noroeste da Península e algumas espécies do Sul são descritas como pouco abundantes antes de reaparecerem dentro da Baía de Biscaia e no Sul de Portugal (Fisher-Piette 1963; Ardré 1970; Aradón and Niell 1980).

Todos os fenómenos descritos anteriormente afectam fortemente a composição das massas de água bem como a sua produtividade, podendo explicar o aparecimento de diferentes espécies, como por exemplo o surgimento de espécies mediterrânicas nestas zonas mais frias (Weering *et al.*, 2002). São estes fenómenos que tornam o conhecimento detalhado sobre estas comunidades de organismos colonizadores de extrema importância, e é a aquisição deste conhecimento que tornará possível a monitorização das mudanças nestes sistemas costeiros.

Para melhor adquirir este conhecimento existem diferentes métodos de recrutamento de pequenos organismos marinhos, usados como unidades de monitorização padrão. Estes métodos, como redes fixas e redes de arrasto, armadilhas de luz, levantamentos subaquáticos visuais, placas de alumínio suspensas e recifes artificiais, ao proporcionarem uma superfície ou volume conhecido para colonização, permitem quantificar a abundância destes organismos ao longo do tempo, para um determinado local. A eventual instalação de uma rede de recolha com pontos fixos, possibilita ainda a avaliação da variabilidade local dos organismos que se vão fixando e relacionar essa variabilidade com o fenómenos oceanográficos regionais. A adição de sensores capazes de registar parâmetros físicos como a temperatura, a intensidade luminosa ou a agitação/força hidrodinâmica da água (ex: Bell and Denny, 1994), constitui um complemento à metodologia, actualmente possível graças à miniaturização desse equipamento e ao baixo custo associado.

As armadilhas de luz (Doherty *et al.*, 1987) são normalmente usadas em ecossistemas marinhos para atrair e capturar invertebrados móveis e peixes em estados larvares tardios, que são capazes de colonizar habitats dos organismos adultos. Devido à sua agilidade, estes indivíduos não são bem amostrados por métodos como as redes de arrasto (Choat *et al.*, 1993; Hickford and Schiel *et al.*, 1999). Desde a sua utilização inicial em águas costeiras no final dos anos 80, as armadilhas de luz tornaram-se numa técnica de amostragem popular, nomeadamente em ambientes tropicais, onde algumas

questões importantes são estudadas, como a história dos estados de vida de organismos que são preferencialmente atraídos por este método (Wolanski *et al.*, 1997).

O método das placas de alumínio suspensas tende a aproximar-se dos sedimentos rígidos naturais como é o caso dos povoamentos de mexilhões que colonizam as bóias de sinalização. As comunidades de meiofauna que colonizam substratos deste tipo tendem a diferir radicalmente daqueles que colonizam os sedimentos vizinhos (Atilla & Fleeger *et al.*, 2000; Danovaro & Fraschetti *et al.*, 2002; Atilla *et al.*, 2003), mas a dinâmica da colonização e sucessão destes organismos e o seu papel nestes processos de colonização ainda está por descobrir (Genevois *et al.*, 2005).

Os recifes artificiais são estruturas submergidas deliberadamente para imitar algumas das características dos recifes naturais como está definido pela *European Artificial Reef Research Network* (Jensen *et al.*, 1997). Os sistemas de recifes artificiais são normalmente desenvolvidos para a exploração de peixe, para proteger as zonas marinhas da pesca ilegal, e mais recentemente, para a preservação e reabilitação dos habitats naturais (Pickering *et al.*, 1998). Estas estruturas estão a ser espalhadas pelo mundo, maioritariamente pelo Mediterrâneo e mares das Caraíbas, Sudeste da Ásia, Japão, América do Norte, Austrália e algumas ilhas no Pacífico Sul (Seaman & Sprague *et al.*, 1991). Em Portugal foram implantados sete sistemas artificiais ao longo da costa Sul do Algarve, nesta última década (Boaventura *et al.*, 2006).

Cada um destes métodos tem as suas vantagens e limitações. As redes de arrasto geram estimativas de densidade de larvas e juvenis marinhos (Choat *et al.*, 1993; Larson *et al.*, 1994), mas normalmente ficam restringidos a uma área de amostragem de cada vez, e além disso podem não amostrar adequadamente a distribuição espacio-temporal da pré-colonização dos organismos marinhos (Ammann *et al.*, 2004).

As múltiplas redes fixas podem amostrar vários locais simultaneamente, mas apenas quando as correntes são suficientes para forçar a entrada destes organismos (Thorrold *et al.*, 1994; Kingsford *et al.*, 2001).

As armadilhas de luz podem fornecer estimativas de abundâncias relativas da pré-colonização em diferentes locais (Milicich *et al.*, 1992; Dixon *et al.*, 1999), mas apenas durante a noite e para espécies atraídas pela luz (Ammann *et al.*, 2004).

Os levantamentos subaquáticos visuais podem fornecer estimativas de densidade ou abundâncias relativas de organismos marinhos fixos recentemente (Jones *et al.*, 1990;

Carr *et al.*, 1991; Levin *et al.*, 1994), mas temos que ter em conta os factores físicos que podem limitar as observações subaquáticas, como a turbidez, a ondulação, as correntes e o frio (Ebeling and Hixon *et al.*, 1991).

Apesar do uso extensivo destes métodos para resolver questões específicas relativamente a assuntos de recrutamento, estes podem não ser apropriados ou praticáveis para monitorização de recrutamento mais geral em alguns sistemas de recifes (Ammann *et al.*, 2004). Uma alternativa promissora é o uso de unidades estandardizadas de substratos artificiais, pois é um método simples para a monitorização da colonização de organismos marinhos. Esta abordagem baseia-se no comportamento de muitos destes organismos como por exemplo a sua afinidade para estruturas físicas (Levin *et al.*, 1993; Anderson *et al.* 1994; Carr *et al.* 1994). No entanto, apenas organismos que sejam atraídos pelas estruturas introduzidas serão amostrados, levando a que materiais distintos possam atrair também espécies distintas, podendo obrigar ao recurso a uma variedade de metodologias para obter resultados representativos das comunidades em estudo.

Os substratos artificiais podem ser usados, de um modo, que ultrapassa algumas das limitações dos métodos tradicionais que quantificam a colonização e o recrutamento. Por exemplo, quando se observam recrutamentos em habitat natural a variação no habitat disponível pode influenciar fortemente as estimativas de colonização. Contudo, isto não é uma preocupação quando são usado substratos artificiais, porque o habitat disponível usado nas unidades replicadas é facilmente controlado e estandardizado (Ammann *et al.*, 2004).

A mortalidade pós-fixação ao substrato causada pela predação pode ser reduzida com o uso dos substratos artificiais porque estas unidades podem ser colocadas longe dos recifes associados a predadores residentes (Connell *et al.*, 1997). Estes substratos funcionam também como abrigo de modo a evitar os predadores mais móveis (Hixon and Carr *et al.*, 1997). Ao reduzir a mortalidade pós-fixação estamos a permitir que o intervalo de amostragem seja mais extensivo, sem comprometer a fiabilidade das estimativas de colonização. Ao contrário das redes de arrasto, que fornecem apenas informação temporal instantânea e que em geral não conseguem amostrar múltiplos sítios simultaneamente, os substratos artificiais estão continuamente disponíveis para potenciais colonizadores e epibiontes das unidades replicadas e que podem ser colocados em largas áreas. Assim, os substratos artificiais podem integrar melhor a

abundância temporal altamente variável e resolver a frequente distribuição espacial fragmentada de pré e pós colonização de juvenis (Gaines and Bertness *et al.*, 1993).

Tendo isto em conta, os substratos artificiais são semelhantes às armadilhas de luz. Contudo estes substratos, tirando a luz à prova de água e o mecanismo de bateria, são mais simples no que diz respeito ao design e por isso mais económicos de construir e manter. Para algumas espécies de organismos marinhos de regiões temperadas, os colectores fixos ao substrato foram considerados mais eficientes do que as armadilhas de luz na recolha de colonizadores (Steele *et al.*, 2002).

Ao comparar o uso de substratos artificiais com outros métodos, estes parecem ser mais eficazes pois a amostragem pode ser contínua ao longo do tempo e podem ser usados para monitorizar múltiplos locais e diferentes profundidades simultaneamente, fornecendo assim estimativas mais claras das populações larvares e juvenis nos locais de colheita (Ammann *et al.* 2004). Unidades standardizadas de substratos artificiais podem ser uma abordagem ainda mais eficaz quando combinadas com métodos de remoção fácil de organismos que colonizaram estas unidades. Tudo isto se concretiza quando estas unidades se tornam portáteis, isto é, podem ser retiradas da água sem perda do material recrutado. Esta característica permite recolher, identificar e contar o material recrutado de um modo mais eficiente fora de água.

No presente trabalho, foi utilizado um conjunto de substratos artificiais portáteis baseados nos desenhos de Marsh (2005) e Ammann (2004) com o objectivo de avaliar experimentalmente a capacidade dos substratos artificiais portáteis usados como unidades de monitorização padrão para o recrutamento de pequenos organismos marinhos na costa litoral Norte e, simultaneamente, verificar a possibilidade de relacionar os organismos obtidos com algumas variáveis físicas da água (temperatura, intensidade luminosa), com a localização espacial (distancia à costa) e profundidade.

Materiais e métodos:

Caracterização do local de estudo

A área deste estudo pertence ao sector sul do Sítio Natura 2000 – Litoral Norte (PTCON0017) que é caracterizado por ser uma região extrema, dinâmica e diversificada.

A área de estudo situa-se no litoral Norte de Portugal, entre a povoação da Apúlia e o lugar das Pedrinhas (fig. 1). Caracteriza-se por ter uma profundidade inferior a 30m e um fundo composto por afloramentos rochosos com uma orientação NW-SE. Nestas estruturas a profundidade é menor, podendo algumas porções ficar expostas durante a maré baixa (recifes conhecidos por Roncador, Castro, Rabaçudo, Pena e Fagil). Estes afloramentos oblíquos à costa, por serem paralelos entre si, criam um conjunto de barreiras alternadas por canais. As barreiras constituem, geralmente, paredes de origem quartzítica, enquanto os canais, de origem xistosa, estão frequentemente preenchidos por rochas de pequenas dimensões, areia e bioclastos. Estas barreiras condicionam a circulação marinha local, quer no que respeita ao transporte de sedimentos, quer no que respeita à própria circulação de organismos marinhos pelágicos e plantónicos. Durante o verão, entre os afloramentos, desenvolvem-se densos povoamentos de algas castanhas, dominadas por *Saccorhiza* sp e *Laminaria* sp. A abundância destas algas é tal que justifica uma actividade sazonal local conhecida por “apanha do sargaço” que é utilizado como fertilizante nos campos agrícolas adjacentes.

Os substratos foram colocados em três locais da zona infralitoral [que se estende desde o limite inferior do andar mediolitoral até à profundidade compatível com a existência das algas fotófilas ou das angiospérmicas marinhas, que na costa portuguesa pode ir até cerca de 20 a 24m de profundidade (Saldanha *et al.*, 2003)]: no Rabaçudo a 12 de Outubro de 2007, localizado a 41,501126°N; -8,79701°W, nas Pedrinhas a 24 de Julho de 2008, localizado a 41,500391°N; -8,79324°W onde foram recolhidas amostras noutra

tipo de substrato, um povoamento de mexilhões que colonizava uma bóia de sinalização e na Ramalha a 4 de Setembro de 2008, localizada a 41,469027°N; -8,78704°W. Apesar de só estas amostras terem sido recolhidas, foram colocados vários conjuntos de substratos desde Novembro de 2006 até Julho de 2008 e na corda que os suportava foram também colocados à superfície e a cerca de 10-12m de profundidade esfregões de cozinha com 9cm x 8cm e espessura de 0,5cm, aproximadamente, para servirem de substratos de colonização para organismos da meiofauna. Infelizmente, estes não puderam ser recolhidos já que ou não resistiram às condições adversas do mar, ou foram sujeitos a actos de vandalismo, pois pudemos observar que muitas das cordas foram cortadas propositadamente, impedindo assim qualquer recuperação do material. No topo (cerca de 50 cm de profundidade) e à profundidade de fixação do substrato foram ainda colocados data loggers para registo contínuo da temperatura da água, intensidade e duração do período de luz (HOBBO Pendant Data Logger).

Construção dos substratos

Foram construídas 2 séries (1 no Rabaçado e 1 na Ramalha) de 3 substratos usando 1.2m x 1m de uma rede plástica com malha de 4,45cm x 4,45cm, montada em forma de cilindro com 1.0 x 0.35 de diâmetro. No seu interior foram colocados 3 sacos de serapilheira plástica adaptados do design de Amman (2004). O mergulho com escafandro autónomo permitiu prender os substratos a uma corda a cerca de 10/12m de profundidade que se encontrava presa a uma segunda corda ancorada. Um peso de cerca de 30kg foi preso à corda assim como uma bóia à superfície para orientar a corda verticalmente na coluna de água.

Recolha das amostras:

Após cerca de um mês de colonização, os substratos foram retirados do mar, e ainda no barco, foram colocados em sacos isolados. Posteriormente, já no laboratório, foram abertos e toda a rede plástica estendida na banca de modo a facilitar a lavagem e a diminuir ao máximo a perda do material. Os organismos recolhidos foram conservados em álcool a 70%. Após triagem, os organismos recolhidos foram identificados ao nível da espécie, sempre que possível. A nomenclatura utilizada está de acordo com a ERMS (*European Register Marine Species* – www.marbef.org/data/erms.php).

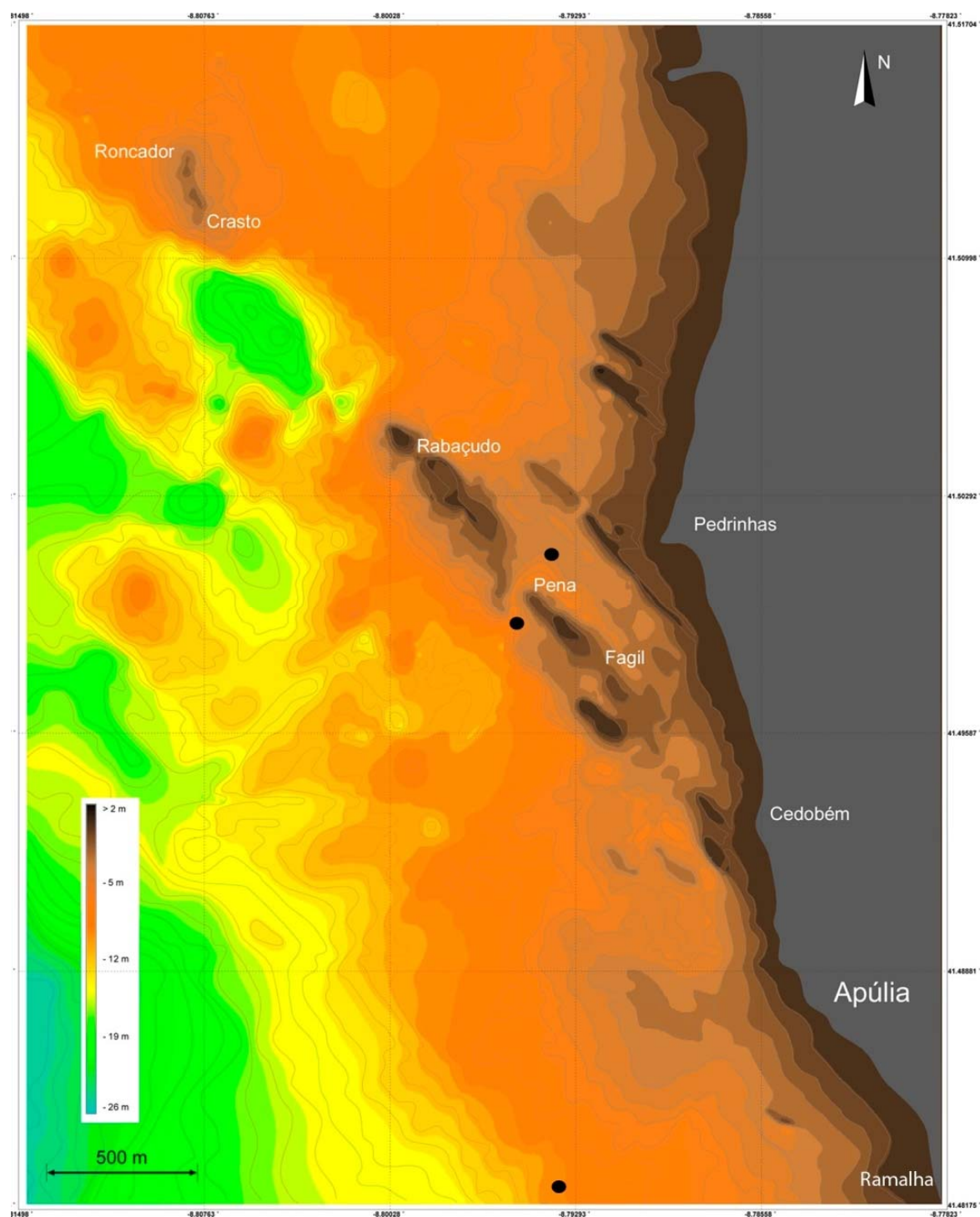


Fig.1: Carta batimétrica da região de estudo e localização dos locais amostrados



Fig.2: Colocação de um conjunto de substratos no fundo do mar.

A bibliografia que auxiliou a identificação das espécies foi a seguinte; Gibson *et al.*, 2001, Haefner *et al.*, 2001, Hayward *et al.*, 1994, Hickman *et al.*, 2007, Hofrichter *et al.*, 2002, Little *et al.*, 1996, Mètre-Allain *et al.*, 2007, Riedl *et al.*, 1986 e Saldanha *et al.*, 2003.

Resultados e Discussão:

Na Tabela 1 estão representadas as 44 espécies identificadas, recolhidas nos diferentes locais, Rabaçudo, Pedrinhas e Ramalha, e nos diferentes tipos de substrato (substratos artificiais e povoamento de mexilhões), bem como as respectivas quantidades (total de indivíduos recolhidos por espécie). Como se pode constatar, existe uma grande diferença entre os substratos artificiais e os povoamentos flutuantes de mexilhões, não só ao nível do nº de indivíduos recolhidos mas também ao nível da riqueza específica. É possível constatar ainda que, considerando apenas os substratos artificiais, apesar das épocas de recolha serem equivalentes, os resultados obtidos em 2007 e 2008 são bastante diferentes, quer ao nível das espécies recolhidas quer do nº de indivíduos correspondente. É notória uma maior presença de espécies de Mollusca e Echinodermata em Outubro de 2007; a presença de Platyhelminthes surge apenas na recolha de Setembro de 2008 e a maioria das espécies de Arthropoda é comum a ambas as recolhas. Constata-se ainda a ocorrência de uma grande quantidade de larvas de mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*) em Setembro de 2008, correspondente a um pico de dispersão destas.

Não considerando as larvas quer de mexilhão quer de *Paracentrotus lividus*, podemos constatar que o Filo Arthropoda é o dominante, quer no que respeita ao nº de espécies presentes, quer no que respeita ao nº total de indivíduos recolhidos (Tabela 2). No entanto, enquanto que em Outubro de 2007 as cracas (*Balanus perforatus*) constituíram o taxa dominante, em Setembro de 2008, a espécie dominante foi o Amphipoda da espécie *Jassa falcata*.

Tabela 1: Lista de espécies e número de indivíduos identificados nos diferentes substratos em datas diferentes.

<i>Filo</i>	<i>Ordem</i>	<i>Espécie</i>	<i>6-10m profundidade (Outubro 2007) Rabaçudo</i>	<i>6-10m de profundidade (Setembro 2008) Ramalha</i>	<i>1-3m de profundidade (Julho 2008) Pedrinhas</i>	
Plathyelminthes Mollusca	Polycladida	<i>Leptoplana tremellaris</i>		442		
	Archeogastropoda	<i>Ansates pullucida</i>	2			
		<i>Jujubinus striatus</i>	3			
		<i>Tricolia pullus</i>	1			
	Mesogastropoda	<i>Rissoa parva</i>			8	
Annelida	Nudibranchia	<i>Limacia clavigera</i>		9		
		<i>Doto coronata</i>		3		
	Mytiloida	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	5	Elevado nº. larvas		
	Myoida	<i>Gastrochena dubia</i>			8	
	Phylodocida	<i>Harmathoe imbricata</i>		55	1	
<i>Phyllodoce</i> sp				2		
<i>Hediste diversicolor</i>		3	16			
Arthropoda	Sabellida	<i>Pomatoceros lamarckii</i>			3	
	Chelicerata	<i>Aechelia vulgaris</i>	2			
		<i>Balanus perforatus</i>	2140	65		
	Thoracica	<i>Anthura gracilis</i>	1			
		<i>Rocinela dumerili</i>	1			
Echinodermata	Isopoda	<i>Cirolana crunchii</i>	2	31		
		<i>Sphaeroma serratum</i>			2	
		<i>Astacilla damnoniensies</i>		5		
		Amphipoda	<i>Leucothoe spinicarpa</i>	13		
			<i>Maera inaequipes</i>	10	1	
			<i>Gammarus</i> sp	202	9	
			<i>Dexamine spiniventris</i>	1	250	
			<i>Orchestia gammarellus</i>	2		
			<i>Aora typica</i>		9	
		<i>Ampithoe gammaroides</i>	1			
	<i>Jassa falcata</i>		2484			
	<i>Erichthoniuspunctatus</i>	1		9		
	<i>Pseudoprotella phasma</i>	2				
	Euphausiacea	<i>Caprella acanthifera</i>	2	1		
		<i>Caprella andreae</i>		109		
		<i>Caprella danilevskii</i>	9	370		
		<i>Phtisica marina</i>	13	455		
		Decapoda	<i>Euphausia krohni</i>	2		
			<i>Penaeus kerathurus</i>	840	677	
		<i>Hippolyte varians</i>	13			
		<i>Pisidia longicornis</i>	342	315		
		<i>Necora puber</i>		28		
		<i>Eriphia verrucosa</i>			1	
	Dendrochirotida	<i>Ocnus planci</i>			1	
		Ophiurac	<i>Amphipholis squamata</i>	5		
			<i>Ophioderma longicauda</i>			2
		Diadematoidea	<i>Paracentrotus lividus</i>	260	Elevado nº.larvas	
			Total espécies	27	22	10
		Tot. Indivíduos	3878	5334	37	
	ID Shanon	1,36	1,83			
	Equitabilidade	0,11	0,15			

Ao nível da diversidade, avaliada pela aplicação do índice de diversidade de Shannon, verifica-se um valor mais elevado na recolha de Setembro 2008, que se reflecte também no valor da equitabilidade (tabela 2).

Tabela 2. Número de espécies e de indivíduos por espécies para os diferentes filos, entre os 6 e os 10 metros de profundidade, em Outubro de 2007 e Setembro de 2008.

	<i>6-10m profundidade (Outubro 2007)</i>		<i>6-10m de profundidade (Setembro 2008)</i>	
	N. Sp	nº indiv	N. Sp	nº indiv
Polycladida	0	0	1	442
Mollusca	4	9	4	12+larvas Mytillus
Annelida	1	3	2	71
Artropodes	20	3599	15	4809
Echinodermata	2	265	1	+++

Os substratos artificiais, usados neste trabalho, mostraram ser atractivos para várias espécies de organismos marinhos, maioritariamente Artrópodes, mas espécies de outros Filos como os Platelminthes, Moluscos, Anelídeos e Equinodermes foram também colonizadores destes substratos. Os resultados da recolha de amostras em diferentes substratos (substratos artificiais e povoamentos de mexilhões) demonstraram que espécies distintas colonizam estes dois tipos de substrato. Nos substratos artificiais há uma nítida predominância de Artrópodes e há presença de Platelminthes (*Leptoplana tremellaris*) o que não aconteceu nos povoamentos de mexilhões.

Relativamente aos Artrópodes presentes nos substratos artificiais foram identificadas 25 espécies pertencentes a 6 diferentes Ordens. Já nos povoamentos de mexilhões foram apenas encontradas 3 espécies diferentes pertencentes a 3 Ordens, mas dentro destas espécies apenas uma era coincidente com os substratos artificiais (*Erichthonius punctatus*), pois *Eriphia verrucosa* e *Sphaeroma serratum* apenas surgiram nestes povoamentos.

Quanto à presença de Moluscos no povoamento de mexilhões foram encontrados indivíduos das Ordens Mesogastropoda e Myoida que não estavam presentes nos substratos artificiais. Nestes foram encontradas 6 diferentes espécies pertencentes a 3 diferentes Ordens, *Ansates pellucida*, *Jujubinus striatus* e *Tricolia pullus* pertencentes à Ordem Archeogastropoda, *Limacia clavigera* e *Doto coronata* pertencentes à Ordem Nudibranchia e *Mytilus galloprovincialis* pertencente à Ordem Mytiloida. No caso dos Anelídeos a presença foi mais abundante nos substratos artificiais mas mais variada no povoamento mexilhões, já que nestes últimos surgem 3 espécies de 2 ordens diferentes, *Harmothoe imbricata* e *Phyllodoce* sp. pertencentes à Ordem Phylodocida, e *Pomatoceros lamarckii* pertencente à Ordem Sabellida. No caso dos substratos artificiais só ocorrem 2 espécies distintas, uma comum aos substratos, *Harmothoe imbricata* e uma que surge apenas nos povoamentos de mexilhões, *Hediste diversicolor*, ambas pertencentes à mesma Ordem, Phylodocida. Por último, os Equinodermes recolhidos apenas coincidem numa das Ordens, Ophiuræ, mas as espécies são distintas. No caso das restantes Ordens, Dendrochirotrida surge apenas nos povoamentos e Diadematoida surge em grande concentração nos substratos artificiais.

Nas diferenças encontradas entre os povoamentos de mexilhões e os substratos artificiais deve ser tido em consideração não só a diferente profundidade a que os primeiros se encontram mas também a natureza e dimensão do substrato colonizável. Os povoamentos de mexilhão têm uma dinâmica própria, relacionada com a actividade biológica desse molusco. Além disso, o espaço disponível para colonização deverá favorecer fundamentalmente organismos intersticiais. A maioria das espécies encontradas nestes povoamentos é de natureza intersticial. Dentro dos Moluscos são exemplos *Rissoa parva* e *Gastrochena dubia*, nos Anelídeos *Harmothoe imbricata*, *Phyllodoce sp.* e *Pomatoceros lamarckii*, e nos Equinodermes *Ophioderma longicauda*. Como o volume de mexilhões amostrado é nitidamente inferior ao dos substratos, é natural que o número de organismos recolhido seja bastante inferior.

Ao fazer a comparação entre os dois conjuntos de substratos artificiais, colocados em diferentes épocas de dois anos distintos, deparamo-nos com algumas diferenças nítidas. A espécie *Leptoplana tremellaris*, única encontrada pertencente ao Filo dos Platelminthes, encontrava-se presente, e em grande abundância só nos substratos recolhidos em Setembro de 2008. Relativamente aos Moluscos, apenas se encontram espécies da Ordem Archeogastropoda em Outubro de 2007, e Nudibranchia em Setembro 2008, já a espécie *Mytilus galloprovincialis* pertencente à Ordem Mytiloidea é comum a ambos. As espécies de Anelídeos pertencem à mesma Ordem (Phylodocida), mas *Harmothoe imbricata* só está presente na recolha de Setembro de 2008, já *Hediste diversicolor* aparece em ambas, apesar de ser mais abundante em Setembro de 2008.

Se avaliarmos o Filo dos Artrópodes encontramos uma maioria de espécies comuns, e outras que só surgem numa das datas. No caso de *Anthura gracilis* e *Rocinella dumerili* da Ordem dos Isópodes só surgem em Outubro de 2007, já *Astacilla domnoniensis*, da mesma Ordem, aparece em Setembro de 2008. Da Ordem dos Anfípodes, *Leucothoe spinicarpa*, *Talitrus saltator*, *Orchestia gamarellus*, *Amphitoe gammaroides*, *Erichthonius punctatus* e *Pseudoprotella phasma* surgem em Outubro de 2007, enquanto *Aora typica*, uma grande abundância de *Jassa falcata* bem como de *Caprella danilevskii* e *Necora puber*.

Por último, a única diferença no Filo dos Equinodermes é a presença de *Amphipolis squamata* em Outubro de 2007.

Estes resultados expressam-se ao nível da diversidade onde se verifica um valor mais elevado na recolha de Setembro 2008, que se reflecte também no valor da equitabilidade. Estes resultados não são de estranhar, uma vez que em Setembro 2008, há uma melhor repartição dos indivíduos recolhidos pelas espécies identificadas, apesar da clara dominância numérica de *Jassa falcata*.

Para avaliar experimentalmente a capacidade dos substratos artificiais portáteis usados como unidades de monitorização padrão para o recrutamento de organismos marinhos, este estudo foi levado a cabo com diferentes substratos deste tipo.

Destes substratos usados, o conjunto de 3 unidades padrão de forma cilíndrica provaram ser muito eficazes no recrutamento de pequenos organismos nomeadamente pequenos artrópodes. Os esfregões, pretendiam atrair organismos mais pequenos, o que foi impossível comprovar devido à impossibilidade da sua recuperação.

Durante as várias observações que a equipa de trabalho foi fazendo ao longo destes dois anos, nas saídas de barco perto da costa, deparávamo-nos com algumas curiosidades quando eram recolhidos povoamentos de mexilhões das cordas de sinalização. Também estes serviam de substrato para um variado grupo de espécies, logo essa informação foi adicionada ao estudo, também pelo facto de que as espécies encontradas mostravam ser distintas das dos substratos em estudo até então.

Considerações finais:

Podíamos tirar variadíssimas conclusões acerca desta variabilidade nos resultados, os diferentes substratos (artificiais e povoamentos de mexilhões), os fenómenos de afloramento e as características particulares das correntes na Península Ibérica. A própria sazonalidade também podia justificar estas diferenças nos resultados.

Junto com os substratos foram colocados sensores de luz e temperatura no fundo e à superfície da corda que os suportava, mas devido às mesmas razões que impediram a recuperação destes substratos, foi impossível recuperar os sensores.

Este estudo previa amostrar duas épocas distintas, Primavera e Verão, mas principalmente devido às condições do mar foi impossível a colocação e posterior recolha dos substratos na época pretendida.

Como este estudo não foi levado a cabo como o previsto, já que os substratos estiveram sujeitos a condições adversas do mar bem como o próprio vandalismo, seria incorrecto tirar conclusões mais concretas já que estas não seriam suportadas pelos dados.

Contudo, é um facto que este método funciona e pode constituir uma excelente ferramenta para monitorização de estudos sobre estas populações de colonizadores desta zona litoral do Norte do país.

Ao longo dos dois anos decorridos neste projecto foi possível traçar um plano futuro de melhoramento do mesmo, a partir de todos os obstáculos encontrados, erros cometidos, surpresas e frustrações.

Para este estudo ser mais valorizado, e a obtenção de resultados mais relevantes, passíveis de tirar conclusões sobre o comportamento das espécies bem como a própria influencia das correntes, sazonalidade e das próprias alterações climáticas sobre estas mesmas espécies seria necessário fazer algumas alterações num desenho futuro.

Como primeiro passo, fazer uma abordagem à população como tentativa de esclarecimento e sensibilização relacionadas com a investigação nesta área, nomeadamente à população de pescadores de modo a obter a sua concordância, e, se possível, a sua colaboração.

A colocação dos substratos seria feita à superfície (1-3m de profundidade), a meia água (10-12m de profundidade) e a uma maior profundidade (18-20m de profundidade).

Nas cordas de sinalização que suportariam estas unidades seriam colocados sensores de luz e temperatura bem como substratos do tipo esfregão a igual profundidade. Todo o material que colonizasse as cordas de suporte seria amostrado e as espécies colonizadoras identificadas.

Para além das diferentes profundidades a amostragem seria feita em diferentes épocas do ano e se possível num perímetro de costa mais alargado.

Bibliografia:

Alheit, J., Hagen, E., 1997. Long-term climate forcing of European herring and sardine populations. *Fisheries Oceanography* 6, 130–139.

Ammann A.J., 2004. SMURFs: standard monitoring units for the recruitment of temperate reef fishes. In: *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 299, 135-154.

Anadón R, Niell FX, 1980. Distribución longitudinal de macrófitos en la costa asturiana (N de España). *Investigación Pesquera* 45, 143-156.

Anadón R., Danovaro R., Dippner J.W., Drinkwater K.F., Hawkins S.J., O’Sullivan G., Oguz T., Reid P.C., 2007. Impacts of climate change on the European Marine and Coastal Environment.

Anderson, T.W., 1994. Role of macroalgal structure in the distribution and abundance of a temperate reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 113 (3), 279– 290.

Anderson, T.W., Carr, M.H., 1998. BINCKE: a highly efficient net for collecting reef fishes. *Environ. Biol. Fishes* 51 (1), 111– 115.

Ardre F., 1970. Contribution à l'étude des algues marines du Portugal: I. La Flore. *Portugalia Acta Biologica* 10, 1-423.

Atila N., Fleeger J.W., 2000. Meiofaunal colonization of artificial substrates in an estuarine embayment. *PSZN I Mar Ecol* 21:69–83.

Atila N., Wetzel M.A., Fleeger J.W., 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *J Exp Mar Biol Ecol* 287:273–287.

Bakun, A., 1996. Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics. California Sea Grant College System, La Jolla.

Beamish, R.J. (Ed.), 1995. Climate change and northern fish populations. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 121. NRCC, Ottawa.

Bell, E. C., Denny, M. W., 1994. Quantifying "wave exposure": a simple device for recording maximum velocity and results of its use at several field sites. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 181:9–29.

- Boaventura D., Moura A., Leitão F., Carvalho S., Cúrdia J., Pereira P., Fonseca L.C., Santos M.N., Monteiro C.C., 2006.** Macrobenthic colonisation of artificial reefs on the Southern coast of Portugal (Ancão, Algarve). *Hydrobiologia* 555:335-343.
- Borges, M.F., Santos, A.M.P., Crato, N., Mendes, H., Mota, B., 2003.** Sardine regime shifts off Portugal: a time series analysis of catches and wind conditions. *Scientia Marina* 67 (Suppl. 1), 235–244.
- Caley, M.J., Carr, M.H., Hixon, M.A., Hughes, T.P., Jones, G.P., and Menge, B.A. 1996.** Recruitment and the local dynamics of open marine populations. In: Fautin, D.G. (Ed.), *Annual Review of Ecology and Systematics*. Annual Reviews, Palo Alto, pp. 477– 500.
- Carr, M.H., 1991.** Habitat selection and recruitment of an assemblage of temperate zone reef fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 146, 113–137.
- Carr, M.H., 1994.** Effects of macroalgal dynamics on recruitment of a temperate reef fish. *Ecology* 75 (5), 1320–1333.
- Chícharo, M.A., Esteves, E., Santos, A.M.P., dos Santos, A., Peliz, Á., Ré, P., 2003.** Are sardine larvae caught off northern Portugal in winter starving? An approach examining nutritional conditions. *Marine Ecology. Progress Series* 257, 303–309.
- Choat J.H., Doherty P.J., Kerrigan B.A., Leis J.M., 1993.** A comparison of towed nets, purse seine, and light aggregation devices for sampling larvae and pelagic juveniles of coral reef fishes. *Fish Bull* (Wash DC) 91:195-209.
- Connell, S.D., 1997.** The relationship between large predatory fish and recruitment and mortality of juvenile coral reef-fish on artificial reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 209 (1–2), 261–278.
- Danovaro R., Fraschetti S., 2002.** Meiofaunal vertical zonation on hard-bottoms: comparison with soft-bottom meiofauna. *Mar Ecol Prog Ser* 230:159–169.
- Dixon, P.A., Milicich, M.J., Sugihara, G., 1999.** Episodic fluctuations in larval supply. *Science* 283 (5407), 1528–1530.
- Doherty P.J., 1987.** Light-traps: selective but useful devices for quantifying the distributions and abundances of larval fishes. *Bull Mar Sci* 41:423-431.
- Drinkwater, K.F., Belgrano, A., Borja, A., Conversi, A., Edwards, M., Greene, C.H., Ottersen, G., Pershing, A.J., Walker, H., 2003.** The response of marine ecosystems to climate variability associated with the North Atlantic Oscillation. In: Hurrell, J., Kushnir, Y., Ottersen, G., Visbeck, M. (Eds.), *The North Atlantic*

Oscillation. Climatic significance and environmental impact, . In: AGU Geophysical Monograph 134. AGU, Washington DC, pp. 211–234.

Ebeling, A.W., Hixon, M.A., 1991. Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structures. In: Sale, P.F. (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, San Diego, pp. 509– 563.

Fischer-Piette E., 1963. La distribution des principaux organismes intercotidaux Nord-Iberiques. *Annales del Institute Océanographique*, Paris 40, 165-311.

Gaines, S.D., Bertness, M., 1993. The dynamics of juvenile dispersal: why field ecologists must integrate. *Ecology* 74 (8), 2430–2435.

Genevois V.F., Somerfield P.J., Neves M.H.B., Coutinho R., Moens T., 2005. Colonization and early sucession on the artificial hard substrata by meiofauna. *Marine Biology* 148:1039-1050.

Gibson R., Hextall B. and Rogers A. 2001. *Photographic Guide to the Sea & Shore Life of Britain & North-West Europe*. Oxford University Press.

Haefner P.A.Jr., 2001. *Explorating Marine Biology. Laboratory and Field Exercises*. Oxford Uiniversity Press.

Hayward P.J., 1994. *Animals of Sandy Shores*. The Richmond Publishing Co, Ltd.

Hickford M.J.H., Schiel D.R., 1999. Evaluation of the performance of light traps for sampling fish larvae in inshore temperate waters. *Mar Ecol Prog Ser* 186:293-302.

Hickman, Roberts, Larson, L’Anson and Eisenhour, 2007. *Integrated Principles of Zoology*. McGraw-Hill International Edition.

Hixon, M.A., Carr, M.H., 1997. Synergistic predation, density dependence, and population regulation in marine fish. *Science* 277, 946–949.

Hofrichter R., 2002. *El Mar Mediterrâneo*. Ediciones Omega.

Hurrell, J.W., Kushnir, Y., Ottersen, G., Visbeck, M., 2003. An overview of the North Atlantic Oscillation. In: Hurrell, J., Kushnir, Y., Ottersen, G., Visbeck, M. (Eds.), *The North Atlantic Oscillation. Climatic Significance and Environmental Impact*, . In: AGU Geophysical Monograph 134. AGU, Washington DC, pp. 1–35.

Jensen, A. C., 1997. European artificial reef research. *Proceedings of the First EARRN Conference*, March 1996 Ancona, Italy. Southampton Oceanographic Centre,

Jones, G.P., 1990. The importance of recruitment to the dynamics of a coral reef fish population. *Ecology* 71 (5), 1691–1698.

Kingsford, M.J., 2001. Diel patterns of abundance of presettlement reef fishes and pelagic larvae on a coral reef. *Mar. Biol.* 138 (4), 853– 867.

- Larson, R., Lenarz, W., Ralston, S., 1994.** The distribution of pelagic juvenile rockfish of the genus *Sebastes* in the upwelling region off central California. Calif. Coop. Ocean. Fish. Investig., Rep. 35, 175–211.
- Levin, P.S., 1993.** Habitat structure, conspecific presence and spatial variation in the recruitment of a temperate reef fish. *Oecologia* 94 (2), 176–185.
- Levin, P.S., 1994.** Fine-scale temporal variation in recruitment of a temperate demersal fish—the importance of settlement versus postsettlement loss. *Oecologia* 97 (1), 124–133.
- Little C., Kitching J.A., 1996.** *The Biology of Rocky Shores*. Oxford.
- Marsh J.M.** The use of SMURFs as a monitoring device for larval and juvenile fishes and invertebrates in kelp-bed communities.
- Marsh, J. M., 2005.** The use of smurfs as a monitoring device for larval and juvenile fishes and invertebrates in kelp-bed communities. Technical report, School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, 2005.
- Martín A.O., Tocino L.S., González S.L. y Martín J.F.V., 2002.** *Guia Submarina de Invertebrados no Artrópodos*. Editorial Comares.
- Meekan M.G., Wilson S.G., Halford A., Retzel A., 2001.** A comparison of catches of fishes and invertebrates by two light trap designs, in tropical NW Australia. *Marine Biology* 139: 373-381.
- Mêtre – Allain T. y Louisy P., 2007.** *Animales de la orilla del mar*. Editora Isabel López.
- Milicich, M.J., Meekan, M.G., Doherty, P.J., 1992.** Larval supply: a good predictor of recruitment of three species of reef fish (Pomacentridae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 86 (2), 153–166.
- Ottersen, G., Loeng, H., A * dlandsvik, B., Ingvaldsen, R., 2003.** Temperature variability in the Northeast Atlantic. *ICES Marine Science Symposia* 219, 86-94.
- Peliz, Á., Rosa, T., Santos, A.M.P., Pissarra, J., 2002.** Fronts, jets, and counter flows in the Western Iberian upwelling system. *Journal of Marine Systems* 35 (1–2), 61–77.
- Pickering, H., D. Whitmarsh & A. Jensen, 1998.** Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: investigating the potential. *Marine Pollution Bulletin* 37: 505–514.
- Ribeiro A.C., Peliz A., Santos A.M.P., 2005.** A study of the response of chlorophyll-a biomass to a winter upwelling event off Western Iberia using SeaWiFS and in situ data.
- Riedl R., 1986.** *Fauna y Flora del Mar Mediterráneo*. Ediciones Omega.

- Rivas-Martínez S., Fernández-González F., Loidi J., Lousã M. and Penas A., 2001.** Syntaxonomical Checklist of Vascular Plant Communities of Spain and Portugal to Association Level. *Itinera Geobotanica* 14: 5-341.
- Roy, C.P., Cury, P., Fontana, A., Belvèze, H., 1989.** Stratégies spatio-temporelles de la reproduction des clupéidés des zones d'upwelling d'Afrique de l'Ouest. *Aquatic Living Resources* 2 (1), 21–29.
- Saldanha L., 2003.** Fauna Submarina Atlântica. Publicações Europa-América.
- Santos A.M.P., Chícaro A., Santos A., Moita T., Oliveira P.B., Peliz A., Ré P., 2007.** Physical–biological interactions in the life history of small pelagic fish in the Western Iberia Upwelling Ecosystem. *Progress in Oceanography* 74, 192–209.
- Santos A.M.P., Peliz A., Dubert J., Oliveira P.B., Angélico M.M, Ré P., 2004.** Impact of a winter upwelling event on the distribution and transport of sardine (*Sardina pilchardus*) eggs and larvae off western Iberia: a retention mechanism. *Continental Shelf Research* 24, 105–118.
- Santos, A.M.P., Borges, M.F., Groom, S., 2001.** Sardine and horse mackerel recruitment and upwelling off Portugal. *ICES Journal of Marine Sciences* 58, 589–596.
- Santos, A.M.P., Kazmin, A.S., Peliz, A., 2005.** Decadal changes in the Canary upwelling system as revealed by satellite observations: their impact on productivity. *Journal of Marine Research* 63, 359–379.
- Steele, M.A., Malone, J.C., Findlay, A.M., Carr, M.H., Forrester, G.E., 2002.** A simple method for estimating larval supply in reef fishes and a preliminary test of population limitation by larval delivery in the kelp bass, *Paralabrax clathratus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235, 195– 203.
- Thorrold, S.R., Shenker, J.M., Mojica Jr., R., Maddox, E.D., Wishinski, E., 1994.** Temporal patterns in the larval supply of summer-recruitment reef fishes to lee stocking island, Bahamas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 112 (1– 2), 75– 86.
- Tilstone G.H., Figueiras F.G., Lorenzo L.M. and Arbones B., 2003.** Phytoplankton composition, photosynthesis and primary production during different hydrographic conditions at the Northwest Iberian upwelling system. *Journal of Marine Research* 61, 105–120.
- Visbeck, M., Chassignet, E.P., Cury, R.G., Delworth, T.L., Dickson, R.R., Krahnemann, G., 2003.** The ocean's response to North Atlantic Oscillation variability. In: Hurrell, J., Kushnir, Y., Ottersen, G., Visbeck, M. (Eds.), *The North Atlantic Oscillation. Climatic Significance and Environmental Impact*,. In: AGU Geophysical Monograph 134. AGU, Washington DC, pp. 113–145.

Weering T.C.E., McCave I.N., 2002. Benthic processes and dynamics at the NW Iberian margin: an Introduction Progress in Oceanography 52, 123-128.

Wolanski E. Doherty P., Carleton J., 1997. Directional swimming of fish larvae determines connectivity of fish populations on the Great Barrier Reef. Naturwissenschaften 84:262-268.

Portais na internet:

www.marbef.org

www.skaphandrus.com

www.crustacea.net